

研究課題名 = 循環廃棄過程を含めた水銀の排出インベントリーと排出削減に関する研究

研究番号 = K1714、K1852、K1940

国庫補助金精算所要額 (円) =44,997,000

研究期間 (西暦) =2005-2007

代表研究者名=貴田晶子 (国立環境研究所)

共同研究者名=酒井伸一 (京都大学)、守富寛 (岐阜大学)、高岡昌輝 (京都大学)、平井康宏 (京都大学)、高橋史武 (九州大学)、安田憲二 (国立環境研究所)

研究目的=水銀の世界的削減に向けた動きが緊急の課題であり、世界の大气発生量 45%を占めると推定されているアジア圏では日本を含め発生量が不明であることから、主たる排出源とされる石炭燃焼・廃棄物燃焼を中心とした排出インベントリーを作成することを目的とする。このために発生源からの形態別排出量について実態把握及び連続モニタリングによりデータ集積し排出量推定値の精度検証及び精緻化を図る。次にリサイクルの推進により、廃棄物・二次資源あるいは産業系からの回収水銀がアジアへ流入することに対する環境影響に関して挙動の把握と予測を行うため、水銀の物質フローモデル及び環境動態モデルを開発する。開発したモデルを用いて、削減方法に応じた制御シナリオに対応する大气排出量を推定する。研究全体としては、世界的削減計画に対応できるよう、アジア圏における水銀の排出量、環境動態に関する情報を提供する研究とする。

研究方法=上記の目的のために以下の方法により研究を進めた。

(1) 水銀の大气排出源と排出係数及び排出インベントリー

水銀の大气排出量 (E) の推定には、活動量 (A)、排出係数 (EF)、排ガス処理装置による排出低減効率 (RE) を用いて、“ $E=A \cdot EF \cdot (1-RE)$ ” から求める方法が一般的であるが、推定精度を確保するために、3つのアプローチ (図1) によった。それらは①既往の報告値による方法、②実施測定による排出係数等を用いる方法、③統計的な方法による検証である。排出源によってそれらを組み合わせて排出量推定を行った。活動量は 2002 年度データを基本とした。インベントリーは全水銀を対象としたが、化学形態別のインベントリーは実施調査及びラボスケール燃焼実験から得られた割合及び既報の割合をもとに推定した。一般廃棄物焼却施設において、ダイオキシン対策による排ガス処理装置の更新が、排ガスからの水銀除去に対しても副次的に大きく寄与していることから、他の排出セクションへの対象を拡大し、排出量のトレンドを探ることとし、過去 16 年間 (1990~2006) における水銀排出量の経年変化を推定した。

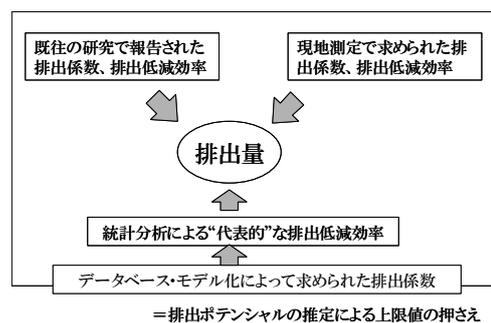


図1 本研究での排出量推定スキーム

(2) 発生源の実施設調査、各種廃棄物のラボスケール燃焼設備による実験、及び原燃料の詳細分析による排出係数の精緻化

インベントリーに必要な排出係数を求めるために、下水汚泥焼却3施設、一般廃棄物焼却及び溶融の1施設、医療廃棄物焼却2施設、シュレッダーダスト焼却1施設、火葬場1施設、及び蛍光管破砕の1施設において、形態別水銀連続分析装置とJIS法による測定を行い、発生量と環境排出量の推定を行った。各種廃棄物のラボスケール燃焼設備を用いた形態別水銀排出量の推定として、廃棄物として、廃プラスチック、木くず（以上2種類は建設系廃棄物から採取）、廃家電・廃車シュレッダーダストについて、2kg/Hの燃焼設備を用いて、形態別水銀連続分析装置とJIS法による測定を行い、発生量と環境排出量の推定を行った。また実施設調査が困難な鉄鋼・製鉄業については、原燃料の詳細分析によるからの最大排出量推定を見積もった。鉄鉱石54サンプル、石炭33試料（原料炭24、微粉炭(吹込炭、PC炭9)の測定を行い、排出ポテンシャルを求めた。

(3) 水銀の物質フローモデル

水銀のサブスタンスフローを作成した。様々な国や地域におけるランプ使用に係る水銀負荷の現状や将来シナリオを評価するため、性能等の異なる各種ランプ（蛍光管及び白熱灯）について、多様なパターンの石炭火力発電状況及び使用済み製品の循環・廃棄状況を想定し、パラメータを設定し、ライフサイクルに渡る水銀のインベントリ（LCI：Life Cycle Inventory）の解析を行った。

(4) 水銀の連続モニタリング技術

米国EPAの多くの報告書を中心に整理し、国産の形態別水銀連続装置を用いて測定した結果も参考に課題を整理した。機種別の特徴、問題点を把握するとともに、対象施設における排ガス中の共存ガスによる干渉、サンプリングに伴う影響を把握し、改善に向けた課題を整理した。

(5) 水銀の環境動態モデルによる曝露評価

まず水銀の化学種変化を踏まえたモデルを作成し、日本を対象として定常状態における曝露量を算出した。次に水銀曝露の空間的・時間的分布の検討を行い、モデルの対象地域を「発生源周辺10km四方」「日本」「北半球」に3分割し、モデルを動学化することで、空間的・時間的分布の検討を行った。モデルで扱う水銀は、金属水銀、塩化水銀、メチル水銀（Hg(0)、Hg(II)、M-Hg）とした。環境動態モデルは、USES-LCAで用いられたSimpleBox2.0を参考とし、水銀の化学種変化のプロセスについてはUS EPA(1997)での定式化を参考に、大気においてHg(0)→Hg(II)を、水中および底質においてHg(II)→Hg(0)、Hg(II)→M-Hg、M-Hg→Hg(II)をモデルに組み入れた。水銀の曝露経路としては、昨年度のモデルの結果や、現状の曝露状況を参考に、M-Hgの魚由来の曝露のみを対象とした。

結果と考察=結果は以下のとおりである。

(1) 水銀の大気排出源と排出係数及び排出インベントリー

全水銀の大気排出インベントリー

全水銀のインベントリーは、3種の異なるアプローチの推定を行うことで、実測値から求めた排出係数の代表性を多角的に評価することが可能であり、実測データの絶対的な不足とそれに伴う大きな不確実性を回避、縮小化できた。この結果、推定した水銀の排出インベントリーを表1に示す。製造業では、水銀の排出量に関する意識が高まり、セメント製造及び非鉄金属精錬業などから、実測値に基づく排出量が報告され、それらを括弧書きで示している。全体として、21～28トン/年と推定された。

表1 日本の水銀の大気排出インベントリー(2002年)

| | | 排出ポテンシャル [Mg/yr] | 排出量 [Mg/yr] | |
|--------------------------------------|-----------------------|---|---|--------------|
| 燃焼 焼却部門 | 石炭燃焼 | 火力発電 | 3.991 | 1.081 |
| | | 事業用ボイラー | 0.633 | 0.33 |
| | 石油燃焼 | 火力発電 | 1.134 | 0.307 |
| | | 事業用ボイラー | 2.29 | 1.19 |
| | 一般廃棄物燃焼 | | 1.43-3.29 | 0.107-0.247 |
| | 医療廃棄物燃焼 | | 1.40-3.15 | 0.73-1.64 |
| | 下水汚泥焼却・溶融 | | 0.487-2.80 | 0.253-1.46 |
| | 産業 廃棄物 燃焼 | 廃プラスチック類 | 0.031-1.03 | 0.016-0.537 |
| | | 紙くず | 0.024 | 0.013 |
| | | 木くず | 0.039-0.341 | 0.020-0.178 |
| | | 繊維くず | 0.0064-0.020 | 0.0033-0.010 |
| ゴムくず | | 2.7×10^{-5} - 2.6×10^{-3} | 1.43×10^{-5} ~ 1.3×10^{-3} | |
| その他汚泥 | | 1.0 | 0.521 | |
| シュレッターダスト (セメント製造) ^{注1)} | | 0.094-1.52 (1.96) ^{注1)} | 0.049-0.793 (1.96) ^{注1)} | |
| 製造部門 | 鉄鋼・製鉄 | 4.18(9.4) ^{注2)} | 2.18 | |
| | 非鉄金属(亜鉛・銅・鉛・ニッケル) | (70.5) ^{注3)} | 0.52 ^{注3)} ~ 3.56 | |
| | セメント製造 ^{注4)} | (8.94) ^{注4)} | 6.28(8.94) ^{注4)} | |
| | 石灰石製造 | 1.33 | 1.06 | |
| | カーボンブラック製造 | — | 0.113 | |
| | コークス製造 | 1.484 | 0.773 | |
| | パルプ・製紙 | — | 0.423-0.648 | |
| | 塩素アルカリ工業 | 0 | 0 | |
| | バッテリー製造 | — | 0.00087 | |
| | 電気スイッチ製造 | — | 0.00433 | |
| | 蛍光灯製造 | — | 0.026 | |
| | その他の製造業 | — | — | |
| | その他 | 火葬 | — | 0.057 |
| 蛍光灯回収・破砕 | | — | 8.13×10^{-7} - 1.02×10^{-6} | |
| 歯科(アマルガム) | | — | 0.0077 | |
| 埋立地ガス | | — | — | |
| | 運輸(燃料由来) | 0.797 | 0.797 | |
| 自然由来 | 火山 | 1.4< | 1.4< | |
| | 山火事 | — | — | |
| 計 | | — | 21~28 | |

注1) セメント製造に入る産業廃棄物量を推定した値

注2) 鉄鋼石の分析(N=54)を追加した推定値

注3) 平成20年3月25日環境省有害金属検討会資料2(非鉄金属鉱業会提出の2006年度データ)によれば、鉱石に由来する量が70.5トン、環境排出量を0.52としている。

注4) セメント製造業は原燃料からの推計値による。セメント協会は55施設による実測値から、8.94t/年を報告している。

セメント製造について、3つのアプローチにより検証した結果、図2に示すように妥当な推定であることを確認した。今後、鉄鋼・製鉄や石油燃焼の事業用ボイラー等、実施調査による追加が必要な施設もあるが、この推定量は妥当な排出量であるといえる。2006年に発表された世界の人為由来の水銀の大気排出量に関する論文 (E.G.Pacyna et al

Global anthropogenic mercury emission inventory for 2000, *Atmos. Env.*, 40,

4048-4063 (2006)) によれば、日本の排出量は144トンとされ、世界で第4位とされる。本研究によれば、

これより110トンは少なかった。この違い

は、既報の排出係数に関し、廃棄物焼却、特に医療廃棄物焼却が大きいことによる。

日本は廃棄物の焼却量が多いが、排ガス処理での低減効率が高く、結果として大気排出量は少なかったと考えられる。本研究で

得られた推定排出量を他国と比較して、表2に示す。水銀の排出規制を2007年から

始めたアメリカは、石炭燃焼による排出量が多く、一人当たりの排出量は、2020年の削減目標時点でも日本より多い。中国の排出量推定値は今後の経済発展によって、更に増加

する可能性がある。

化学形態別水銀の大気排出量推定

実測データがない排出セクションについてはPacynaら(2006)の報告をもとに、本研究で求めた全水銀の排出量から各形態への分配係数を定めて推定した。全水銀の推定量28.0トンのうち、 Hg^0 が14.5トン、 Hg^{2+} が12.4トン、p-Hgが1.1トンと見積もられた。

Hg^0 は鉄鋼、非鉄金属精錬、セメント製造から主に、 Hg^{2+} は下水汚泥焼却、産業廃棄物焼却が主な排出源と見積もられた。

大気排出量の過去16年間のトレンド

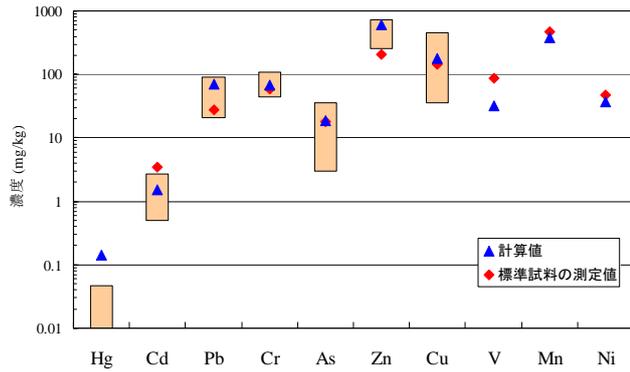


図2 セメント中の元素濃度の比較による検討

表2 一人当たりの水銀排出量の国別比較

| | 日本 | アメリカ | | | イギリス | 中国 |
|--------------|-----------|------|------|-----------|------|--------|
| | 2002 | 1995 | 2001 | 2020 (目標) | 2001 | 1999 |
| 排出量 (t-Hg/年) | 21-28 | 158 | 113 | 87.2 | 8.8 | 535.84 |
| 人口 (百万人) | 127 | 281 | | | 56 | 1242 |
| g-Hg/人 | 0.17-0.22 | 0.56 | 0.40 | 0.31 | 0.16 | 0.43 |

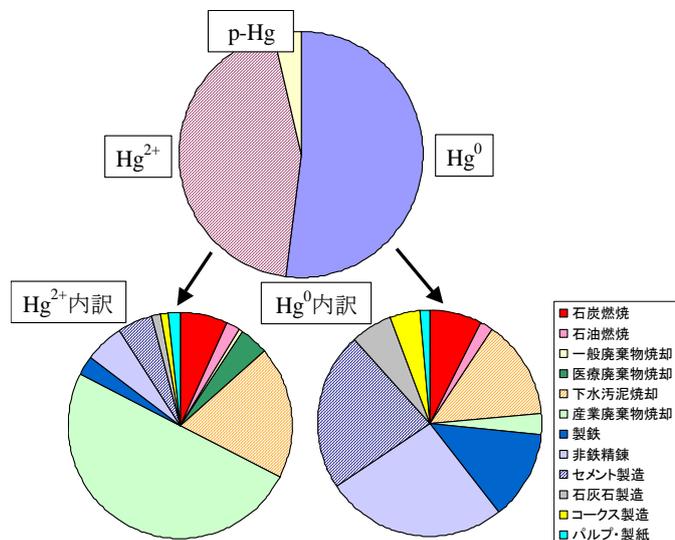


図3 形態別水銀の排出内訳

1990年～2006年の全水銀排出量(全水銀)を図4に示す。26.5～34.6トン程度と見積もられた。1990年から1998年にかけて排出量が減少した後、再び漸増する傾向が見られる。その期間の減少分は、乾電池にゼロ水銀化に伴う一般廃棄物焼却からの水銀排出量の減少が大きく寄与

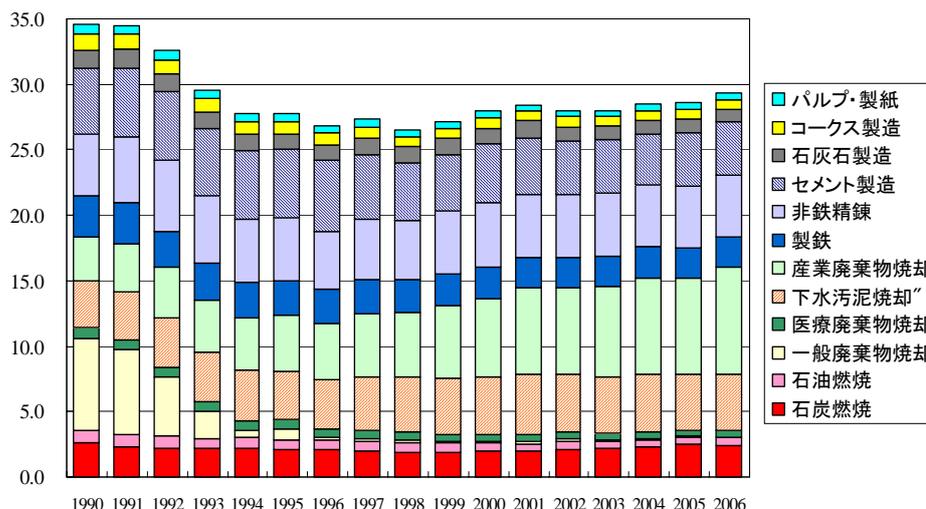


図4 水銀排出量の経年変化 (1998～2006)

している。ダイオキシン対策による排ガス処理装置の更新も、一般廃棄物焼却における水銀排出抑制に大きく寄与している。ただし、下水道普及に伴う下水汚泥焼却量の増加、廃棄物の有効利用(セメント産業での二次原料・燃料としての利用など)による水銀フローの変化が、ダイオキシン対策による水銀排出抑制効果を打ち消す方向で働いているため、1998年からは水銀排出量が漸増する結果となった。一般廃棄物焼却では排ガス処理装置の水銀除去率(代表値)が93%に達しており、これ以上の排出削減余地は少ないが、他の排出セクションでは今以上の削減が可能であると考えられる中期～長期の環境・健康リスクとの比較を行いながら、排出削減の戦略を構築する必要がある。

(2) 発生源の実施設調査、各種廃棄物のラボスケール燃焼設備による実験、及び原燃料の詳細分析による排出係数の精緻化

実施設調査

下水汚泥焼却では、平成18年度調査により、汚泥中水銀濃度が0.29mg/kg(脱水汚泥DS)を得、それを用いた大気への水銀排出量は0.45～0.51t/年と推定された。既報の値より1/3～1/4と低かったことから、同施設の再測定及び追加施設調査を行い確認した。その結果、下水汚泥中の水銀濃度は1.24～1.32mg/kg-DSが得られ、これを用いて、約215万トンの脱水汚泥(乾重)が熱処理量される量156万～175万トンに乗じた結果、水銀排出量は0.45～0.51トン/年と推定された。

医療廃棄物焼却

バグフィルタ入口側およびバグフィルタ前後の形態別水銀排出濃度の経時変化を図5に示す。排ガス中の水銀は、これまで測定した都市ごみ焼却炉や産業廃棄物焼却炉と同様に、ほぼ全量がHg²⁺の形で排出されていた。また、バグフィルタ出口側におけるHg²⁺は活性炭の噴霧量によって除去率が変動し、200μg/m³の高

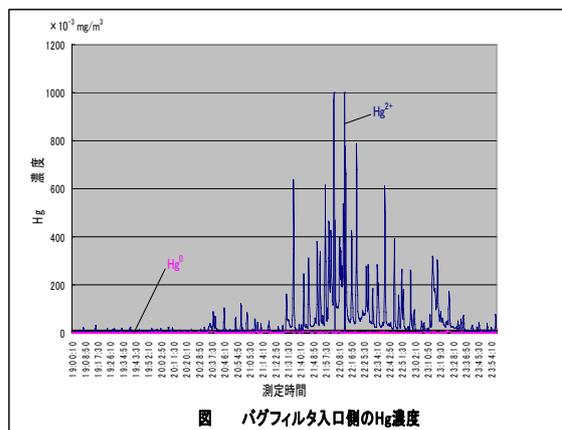


図 バグフィルタ入口側のHg濃度

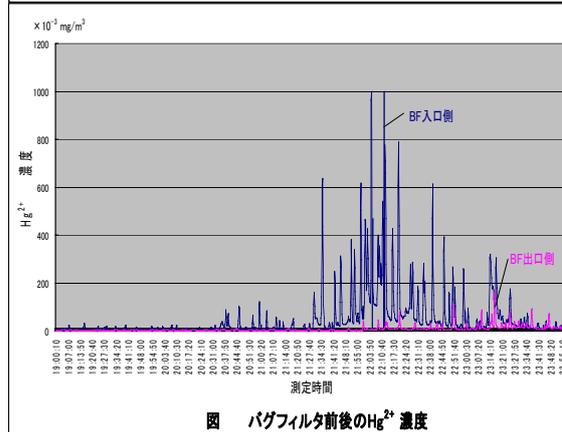


図 バグフィルタ前後のHg²⁺濃度

図5 医療廃棄物焼却施設のバグフィルター前後の形態別水銀濃度

濃度ピークも計測された。バグフィルタ入口側の実測値では、 Hg^0 は $0.1\mu g/m^3$ 以下 $\sim 8.0\mu g/m^3$ 、平均値 $0.8\mu g/m^3$ であった。また、 Hg^{2+} は $2\mu g/m^3 \sim >1000\mu g/m^3$ 、平均値 $18\mu g/m^3$ であった。これより、排出係数は $0.6g/t \sim 7.6g/t$ 、平均値 $1.0 g/t$ といえる。医療廃棄物に含まれている水銀は特定なものに偏在しているため、入口側の濃度変動は非常に大きく、最小と最大で 10 倍以上の開きがあった。

バグフィルタ出口側では、 Hg^0 は $0.1\mu g/m^3$ 以下 $\sim 1.6\mu g/m^3$ 、平均値 $0.04\mu g/m^3$ であり、 Hg^{2+} は $0.2\mu g/m^3 \sim 200\mu g/m^3$ 、平均値 $6.4\mu g/m^3$ であった。また、活性炭の噴霧量によって水銀の除去率が変動しており、噴霧量が $20mg/m^3$ では 65%、 $40mg/m^3$ の時は 90% であった。排出係数は $0.3g/t \sim 0.4g/t$ 、平均値では $0.36g/t$ であった。この数値は唯一報告された国内の排出係数（海外に比べて 1 \sim 3 桁小さい）とほぼ一致する結果であった。このことは、日本における医療系廃棄物中の水銀濃度が海外に比べて低いことを意味する。しかしながら、一般廃棄物焼却に比べて数倍高い値であることから、適切な排ガス処理機能が求められる。

原燃料の詳細分析による鉄鋼・製鉄業からの最大排出量推定

鉄鋼・製鉄業については強還元雰囲気での排ガス測定が難しく、国内外での実施測定の実績報告例はないことから、排出ポテンシャルを推定した。原料の平均水銀濃度は、鉄鉱石 (n=54) で $30.3\mu g/kg\text{-drybase}$ 、石炭 (N=33) で $56.3\mu g/kg\text{-drybase}$ であった。水銀の排出ポテンシャルは鉄鉱石から 3.89t/年、石炭（原料炭と微粉炭を 1:1 と仮定）から 2.96 t/年と見積もった。更に石灰石、石油、コークスは既報の水銀濃度を用いると、1.15t、0.04t、0.10t であり、全体として 8.15t/年が最大値と推定された。

蛍光管に由来する水銀の物質フロー解析精度向上に向けた調査及び家庭用照明に含有される水銀のライフサイクル挙動の評価

再資源化業者へのヒアリング調査から、蛍光管の回収率は約 16% と推定され、依然として大半が回収・リサイクルされていないことがわかった。蛍光管破砕機内の測定により、水銀物質収支 (mg-Hg/hr) を推定したところ、9,600-12,000 を投入した場合、蛍光粉 4,320、破砕ガラス部分 1,778、口金部分 1,680 となり、大部分が破砕物として回収され、大気への排出量は 0.20 となった (図 6)。

蛍光管リサイクル（破砕・中間処理）施設における大気中水銀濃度は破砕機近傍では粒子状とガス状金属水銀がそれぞれ 0.00029 、 $0.00031 mg/m^3$ であり、作業者は T-Hg で $1.9\text{-}3.0 \mu g\text{-Hg/man/day}$ を曝露する可能性があり、水銀排出制御が重要であることが

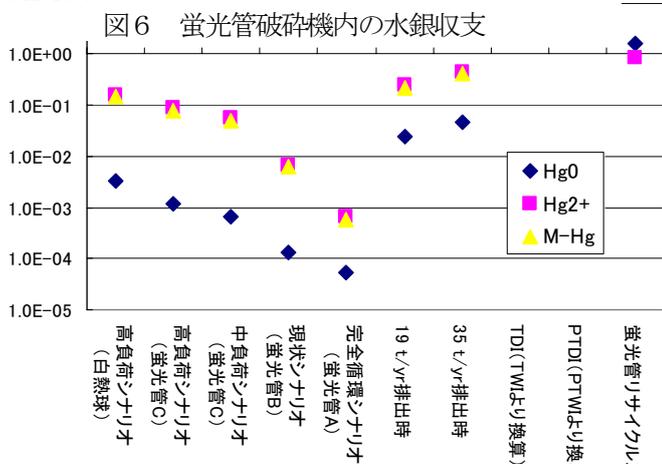
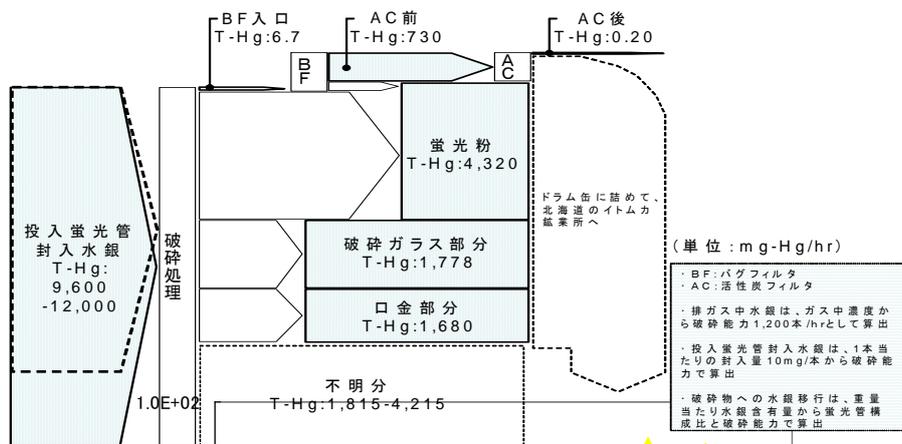


図 7 各シナリオにおける曝露量 (単位: $\mu g\text{-Hg/man/day}$)

示唆された。

環境動態モデルを用いた挙動評価より、大気に排出された Hg^0 が 1 個人に摂取される比率は、 Hg^0 で 4.8×10^{-13} 、 Hg^{2+} で 4.8×10^{-12} 、M-Hg (メチル水銀) で 4.3×10^{-12} 、合計 (T-Hg) 9.6×10^{-12} であり、全人口の摂取比率は T-Hg で 1.2×10^{-3} (0.12%) であることがわかった。摂取経路としては、 Hg^{2+} では穀類の寄与が大きく、M-Hg では海水魚の寄与が大きかった。本モデルによる推定環境媒体中濃度は、大気及び土壌では矛盾のない結果となったが、水系や底質など蓄積の影響が大きいと考えられるところでは実測値より小さく、また食品中濃度は、農作物中濃度はほぼ等しい値となったが、魚中濃度については 1 桁小さい値となった。

我が国における照明利用の現状より $\text{lm} \cdot \text{hr}$ 数を設定し、照明利用シナリオごとの曝露量を算出した結果 ($\mu\text{g-Hg}/\text{man}/\text{day}$; 図7)、高負荷シナリオ (白熱球) の場合、T-Hg で 0.31 の曝露量となり、M-Hg で見ると、TDI の約 1% 程度になることがわかった。他方で、現状シナリオ (蛍光管、一部リサイクル) では、0.013 と 1 桁小さくなり、完全循環シナリオ (蛍光管) での場合、T-Hg で 0.0019 に制御することができる。他方で、現状シナリオでは、現在の推定曝露量の 1-3% であり、電力源及び一般廃棄物焼却処理以外からの排出として、医療系廃棄物燃焼などその他の水銀含有製品全体としての制御策の必要性があることが示唆された。

蛍光管循環システムに関する考察

自治体における蛍光管回収システム比較調査の結果、蛍光管の回収率は、分別収集では仙台市が最も大きく約 30% であり、拠点回収では北九州市が最も大きく 20% 弱であった。

回収・リサイクルにかかる費用単価 (暫定値) は、北九州市や仙台市など小さいところで、約 150-180 円であったが、費用の試算方法や内訳については引き続き調査が必要であった。

事業系と見られる蛍光管の混入が多く見られるところもあり、種類別の回収量が得られた京都市では、回収量の 68% が 40 W 直管形であり、事業系混入の制御もしくは民間での回収・リサイクルが進む事業系との協働での循環システムの構築を検討する必要性が示唆された。

(3) 水銀の連続モニタリング技術

現在 12 機種の水銀連続モニタリング装置があり、測定原理としては、冷原子吸光スペクトル方式 (CVAAS)、冷原子蛍光スペクトル方式 (CVAFS)、原子放射スペクトル方式 (AES)、紫外線吸光スペクトル方式 (DOAS)、ゼーマン効果吸光スペクトル方式 (ZAAS) がある。排ガス中に共存する SO_2 、 NO_x 、 HCl 等の影響が少ないのは、AES 方式のみであるが、高コストのため普及していない。発生源施設 (焼却炉、石炭発電ボイラ等) の測定において共存ガスの影響は十分に留意する必要がある。装置は前処理/転換ユニットと分析ユニットの組合せであるが、採取管のろ紙上に堆積したばいじんが多い場合の水銀の吸着の可能性、高温ガスではテフロン管での採取不可となること、また高湿度のガスによる管の腐食や閉塞等が起きること等に留意が必要である。実施による連続測定結果から、ばいじん濃度が高い場合に連続分析の時間に制限があること、また高濃度ガス分析後の採取管や装置内部の残留にも留意せねばならないことが分かっ

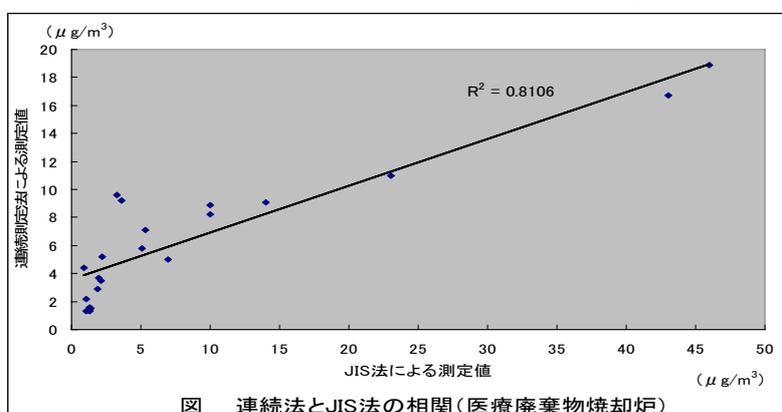


図8 連続測定装置と JIS 法による測定

た。実施調査により得られた国産の形態別連続水銀分析装置を用いた測定によれば、水銀は極めて瞬間的な発生ピークを示すことから、連続測定による平均濃度測定は有効であることが示唆された。図8にその相関を示す。

(4) 環境動態モデルによる曝露評価

大気排出後の水銀の分配推移の推定結果を図9に示した。

Hg(0)を排出した場合、蒸気圧が比較的高いため大気での滞留時間が長く、「発生源周辺」→「日本」→「北半球」と移動し、数週間後には、排出量の大半は国外の大気に分布することとなる。その後、大気中でHg(0)→Hg(II)の反応が進み、Hg(II)は速やかに土壌や水面に沈着する。土壌においては水銀の移動性は低く、長期残留すると推定された。また、水面に沈着したHg(II)は一部がM-Hgとなり、魚に蓄積する。

Hg(II)を排出した場合、水溶解性が高いため、湿性沈着等により、発生源周辺の大气から土壌や水面にHg(II)は移行する。また、海を通じて、発生源周辺から日本国内の海に移動する。が、Hg(0)排出時と比較すると、分布は狭い範囲に限られている。

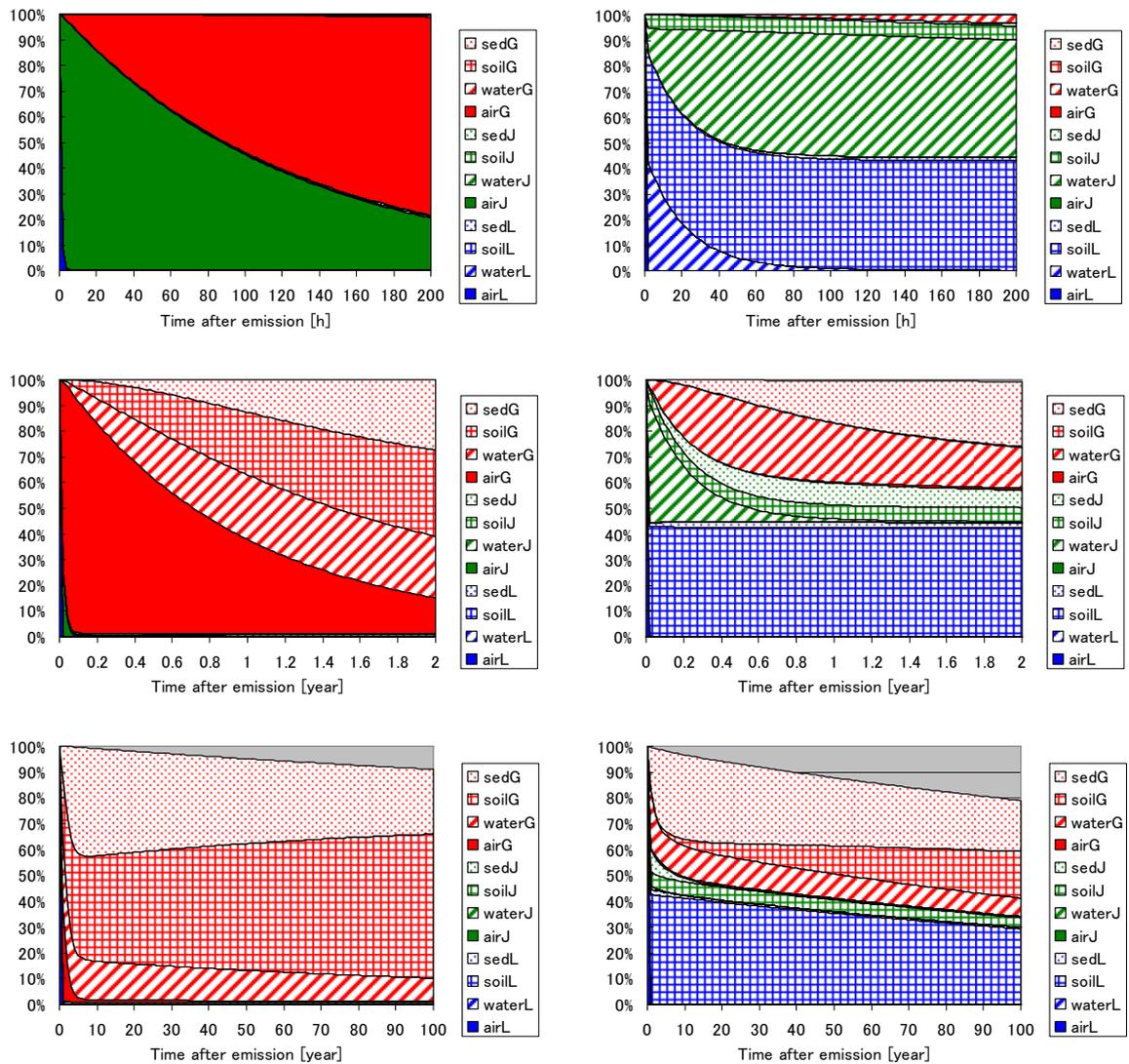


図9 大気排出後の水銀の分配の推移 (左欄はHg(0)排出時、右欄はHg(II)排出時)

水銀の摂取比率の推定結果を図10に示した。

大気排出時の累積的な水銀の摂取比率は、Hg(0)排出時で約0.5%、Hg(II)排出時で約0.4%と推定された。また、排出後100年までの累積の摂取比率はいずれも0.1%程度と試算され、影響が長期間にわたって継続することが示唆された。排出後10年までの累積摂取比率は、Hg(0)排出時に約0.01%に対し、Hg(II)排出時は約0.04%であり、Hg(II)排出の方がより早期に影響が出ると評価された。また、曝露の生じる地域は、Hg(0)排出時よりもHg(II)排出時の方が、より局所的になると評価された。

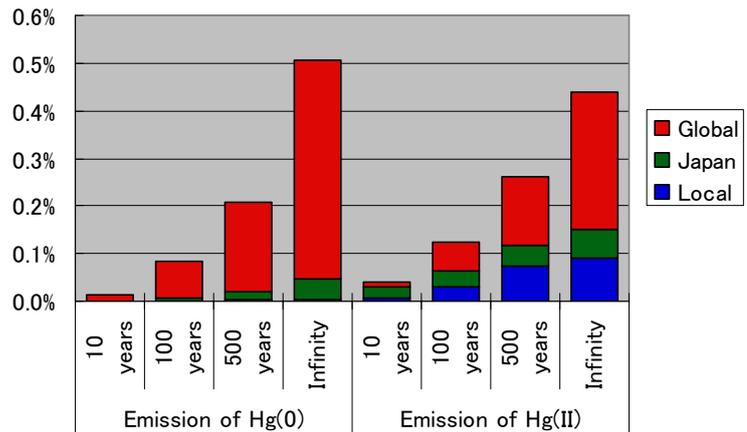


図10 大気排出時の水銀形態別×排出後の経過時間別×曝露地域別の水銀の摂取比率

結論=水銀の大気排出インベントリー(2002年)を完成させた。特に国内で寄与が大きいと考えられる排出源については、実施測定や燃焼実験によって、排出係数及び環境排出量の精度を向上させた。その結果排出量として21~28トン/年を得た。海外で報告された日本の水銀の大気排出量144トン/年よりも110トン少ない。これを欧州、アメリカ、中国における水銀の大気インベントリーを比較すると、一人当たりの排出量としてはアメリカ・中国より少なく、イギリスと同等か若干高い値であった。水銀の形態別排出量を推定し、全水銀の推定量28トンのうち、Hg⁰が14.5トン、Hg²⁺が12.4トン、p-Hgが1.1トンと見積った。セメント製造では、既報の排出係数、実施測定値、及び排出ポテンシャルと統計的に検証した排出低減効率を用いて排出量を推定した結果、妥当な推定排出量を提示していることを確認した。1990年以降の排出量トレンドは35トン/年から26トンと減少後29トンに漸増していることを示した。実施調査では、日本の唯一報告された医療廃棄物焼却の調査による排出係数は海外諸国よりかなり小さい。本研究の調査結果からその値が正しいことを確認した。水銀のサブスタンスフローを作成し、国内需要量10-20トン/年に対して回収水銀量が80トンと多いことを示した。現在の使用製品では使用量の多い蛍光管について、その蛍光管のライフサイクル挙動から、大気排出量を見積もり、環境動態モデルを用いて水銀摂取量を推定した。更に環境動態モデルについては、USEPAのモデルを基本として形態別に排出された水銀の動態を推定した。排出時の形態によって、時間的(10年、100年等)、空間的(局所、日本、世界)な移動により、最終的にヒトが摂取する割合として示した。大気排出時の累積的な水銀の摂取比率は、Hg(0)排出時で約0.5%、Hg(II)排出時で約0.4%と推定された。また、排出後100年までの累積の摂取比率はいずれも0.1%程度と試算され、影響が長期間にわたって継続することが示唆された。排出後10年までの累積摂取比率は、Hg(II)排出の方がHg(0)より早期に影響が出ると評価され、曝露の生じる地域は、Hg(0)排出時よりもHg(II)排出時の方が局所的になると評価された。

英語概要

研究課題名=Study on air emission inventory of mercury including waste management processes and emission reduction measures

研究代表者名及び所属=Akiko Kida(National Institute for Environmental Studies)

共同研究者名及び所属=Sakai Shin-ich, Masaki Takaoka, Yasuhiro Hirai (Kyoto University), Hiroshi Moritomi (Gihu University), Humitake Takahashi (Kyushu University), Kenji Yasuda(National Institute for Environmental Studies)

要旨(200 語以内)

Anthropogenic and natural mercury emission inventory was estimated using from published data and representative emission control efficiencies was estimated by statistical approach. Annual mercury emission in 2002 was estimated to be 21~28 tons/year. Comparing with a published data of the emission from Japan, 144 tons/year, was overestimated because some of emission factors were too high. Our estimation was verified by field investigation to obtain actual mercury concentration in exhaust gas, maximum emission amount obtained from raw materials such as coal, iron ore, waste plastics and so on. From the historical trend analysis mercury emission from municipal solid waste incineration revealed 93% decrease from 1991 to 2003. Total mercury emission amount from 1990 to 2006 was in the range of 27 – 35 tons/year. It is estimated that the total emission, 28 tons/year included 14.5 tons/year in the form of Hg⁰, 12.4 tons/year of Hg²⁺, 1.1 tons/year of p-Hg. In Japan the annual demand of mercury is around 10-20 tons /year and recovered mercury reaches 80 tons/year. Main input mercury comes from nonferrous metals ore (70 tons/year). Human exposure amounts of mercury were estimated Using Multimedia Environmental Model of mercury released into the atmosphere and calculated iF (intake fraction).

キーワード(5 語以内)

Mercury, Emission inventory, Historical trend, Waste incineration, Recycling process, Life Cycle Behavior, Multimedia Environmental Model